



Sveriges lantbruksuniversitet  
Swedish University of Agricultural Sciences

# Påväxtalgsamhället i arktisk-alpina vattendrag

*En första undersökning:  
startpunkt att upptäcka biologiska förändringar  
som följd av den globala uppvärmningen*

Maria Kahlert





# Påväxtalgsamhället i arktisk-alpina vattendrag

Maria Kahlert

Institutionen för vatten och miljö, SLU  
Box 7050  
750 07 Uppsala  
Tel. 018 – 67 31 10  
<http://www.slu.se/vatten-miljo>

*Omslagsillustration/ omslagsfoto:* Provtagning i Latnajaures utloppsbäck (platsen ligger på 960 m höjd i Abiskofjällen).Foto: Paul Andersson

*Tryck:* Institutionen för vatten och miljö, SLU  
Uppsala, 2012-04-26

# Innehållsförteckning

<b>Syfte .....</b>	<b>6</b>
<b>Bakgrund .....</b>	<b>6</b>
<b>Metoder .....</b>	<b>8</b>
<i>Lokaler .....</i>	<i>8</i>
<i>Provtagning.....</i>	<i>11</i>
<i>Analys av biomassan .....</i>	<i>12</i>
<i>Analys av kiselalger .....</i>	<i>13</i>
<i>Bedömning av ekologisk status och surhetsgrupp med hjälp av kiselalgsresultaten .....</i>	<i>13</i>
<i>Statistiska metoder .....</i>	<i>14</i>
<b>Resultat och diskussion .....</b>	<b>15</b>
<i>Påväxtalger biomass/biovolym – jämförelse metoder .....</i>	<i>15</i>
<i>Påväxtalger taxasammansättning – jämförelse metoder .....</i>	<i>17</i>
<i>Påväxtalger taxasammansättning – mikroskopidentifieringen .....</i>	<i>17</i>
<i>Kiselalger .....</i>	<i>20</i>
<i>Antal taxa och diversitet .....</i>	<i>20</i>
<i>Kiselalgssamhällets sammansättning .....</i>	<i>20</i>
<i>Ekologiska statusklassning och deformerade skal .....</i>	<i>20</i>
<i>Surhetsgrupp och risk för försurning.....</i>	<i>21</i>
<i>Skillnader i taxasammansättning mellan vattendrag i arktisk-alpin eller boreal vegetationszon - Kiselalger och andra påväxtalger.....</i>	<i>22</i>
<b>Sammanfattning .....</b>	<b>24</b>
<b>Litteratur .....</b>	<b>25</b>
<b>Bilagor .....</b>	<b>27</b>

## Syfte

Det långsiktiga målet med projektet är att kunna följa eventuella förändringar i artsammansättning och biomassa av påväxtalgsamhällen i arktiska och arktisk-alpina vattendrag under den globala uppvärmningen, och jämföra resultat för Sverige med resultat från andra länder runt polcirkeln. Det kortsiktiga målet med projektet var att hitta en relativt billig men ändå tillförlitlig metod för att mäta algernas biomassa. En snabb och billig metod som med hjälp av direktavläsning i fält av algpigmenthalter beräknar biomassan och samhällsstrukturen av påväxtalger jämfördes med två konventionella metoder som genomfördes på skrapade prover från en känd yta: extraktion av klorofyll med aceton och mätning av absorbansen vid olika våglängder i spektrofotometer och identifiering och räkning av påväxtalger i räknekammare i omvänt mikroskop.

## Bakgrund

Projektet kopplar till arbetet med utveckling av ett panarktiskt miljöövervakningsprogram för arktiska sjöar och vattendrag (Freshwater Environmental Monitoring Program, FEMG, CAFF 2012a), där Sverige förväntas bidra med metadata för svenska objekt som kan tänkas bli en del av programmet. FEMG har till syfte att upptäcka förändringar i den cirkumpolara regionen, t.ex. på grund av en ökat resursutnyttjande (t.ex. utvinning av mineraler), långväga föroreningar och en pågående förändring i klimatet. FEMG är en del av Circumpolar Biodiversity Monitoring Programme (CBMP, CAFF 2012b) och genomförs av Arktiska Rådets arbetsgrupp CAFF (Convention of Arctic Flora and Fauna, CAFF 2012b, c) och leds av Sverige och Kanada. CBMP har som syfte att upptäcka, kommunicera and agera mot signifikanta förändringar och hot relaterat till biologin i den cirkumpolara regionen.

Två workshopar har hållits inom FEMG, en i Uppsala den 23–25 november 2010 och en i Fredericton den 3–6 oktober 2011 (CAFF 2012d). Representer från åtta länder med arktisk-alpina vatten samlades för att diskutera vilka biologiska parametrar som behöver övervakas i arktiska vatten för att kunna följa eventuella biologiska förändringar. Arktis definieras vanligtvis som norr om polarcirkeln ( $66^{\circ} 33'N$ ), men eftersom mycket av den arktiska regionen har ett subarktiskt klimat brukar den biogeografiska arktiska regionen definieras som den area på norra halvklotet där den genomsnittliga temperaturen för den varmaste månaden är under  $10^{\circ}C$ , en definition som följer grovt trädgränsen, inkluderar den Svenska fjällregionen (Wikipedia 2012), och har antagits av CAFF som regionen för den planerade övervakningen (CAFF 2012c). Den Svenska fjällregionen som helhet har alpint klimat, vilket är definierat som region där ingen månads temperaturgenomsnitt överstiger  $10^{\circ}C$  (Köppen climate classification: McKnight, T. L. & Hess, D. 2000). Påväxtalger ansågs viktiga att övervaka eftersom de ofta används för ekologisk statusklassning, särskild i vattendrag. Dessutom är de oftast basen i den akvatiska näringsväven i arktiska system. De beskrivs också som mycket känsliga för förändringar i vattenkemi, temperatur, ljus och isläggning (t.ex. Hering et al. 2006, Gomez et al. 2012), och därför togs övervakning av påväxtalger upp som prioriterat område att få igång övervakning av i första rapporten från FEMG (utkast: 20 April 2012, kommer att publiceras på CAFF 2012e).

Under arbetet med FEMG visade det sig att om data ska vara jämförbara mellan länder måste Sverige börja med att mäta hela påväxtalgsamhällets biomassa och inte bara den relativa abundansen av kiselalger som vi gör idag. Mätningar av klorofyll dominerar övervakningen i de andra länderna inom FEMG. Genom att analysera bara kiselalger missar man också förändringar i både biomassa och framförallt biodiversitet hos andra alggrupper. Sverige har alltså allt att vinna på att inkludera hela påväxtalgsamhället i monitoringprogrammen. Påväxtalgernas totala biomassa är också en viktig parameter när man vill göra kolbudgetar och beräkna påväxtalgernas bidrag till den akvatiska näringsväven, inte bara använda dem som bioindikatorer på vattenkvalitet. Man måste analysera hela påväxtsamhällets biomassa och taxasammansättning för att bedöma eventuella förändringar i Ekosystemets funktion av påväxtalgerna, och man måste analysera hela påväxtsamhället för att kunna bedöma en förändring i biodiversitet vilket är huvudmålet för FEMG/CAFF.

Den vanligaste invändningen mot en sådan helhetsanalys är att den är för dyr och krånglig (kräver många replikat pga. den stora heterogeniteten i fält, kräver analys på laboratoriet och vid mikroskop utöver kiselalgsanalysen och proverna måste analyseras färskt vilket kräver en mera avancerat logistik), därför analyseras idag "bara" kiselalgsamhället, och bedömningsgrunderna är gjorda för att fungera för endast dessa. Dock finns det nu en ny metod som är billig, enkel och ger ett svar på hela påväxtalgsamhällets biomassa. Metoden påstås även kunna ge en grov uppskattning av proportionen av alggrupperna (grön-, blågrön- och kiselalger). Det är ett helautomatiskt mätinstrument ("BenthosTorch") som kan användas direkt i fält (bbe Moldaenke 2012). BenthosTorch emitterar med hjälp av inbyggda dioder ljus med fem olika våglängder riktad till påväxtsamhället, och mäter sedan autofluorescensen som emitteras tillbaks naturligt av algernas pigment som sitter i det dubbla antennsystemet i fotosystemet II (Beutler et al. 2002). Eftersom olika alggrupper har olika pigment i den perifera antenndelen blir den emitterade fluorescensspektrum lite olika för olika alggrupper (bbe Moldaenke 2012, Beutler et al. 2002). Inga prover behöver tas med till laboratoriet för analys. Metoden har utvecklats för plankton (se Beutler et al. 2002 för en review) och lanserades först 2011 för användningen på ytor och får bentiska alger, därför finns inga vetenskapliga artiklar eller rapporter än som visar dess tillförlitlighet i bentiska system.

Övervakningen av arktisk-alpina vattendrag är inte särskilt frekvent i Sverige, och underlaget är ganska glest även för den etablerade bioindikatorn kiselalger som finns med i de Svenska bedömningsgrunderna för att bestämma ekologisk status hos ytvatten (Naturvårdsverket 2007). Detta var en av luckorna som upptäcktes under utvecklingen av det gemensamma delprogrammet "Kiselalger i vattendrag" (Kahlert 2011), och i initialskedet av forskningsprojektet WATERS (Waterbody Assessment Tools for Ecological Reference conditions and status in Sweden, WATERS 2012), vilket gör det angeläget att förutom att hitta ett praktikabelt sätt att starta provtagningen av hela påväxtsamhället i arktisk-alpina vattendrag även testa den existerande kiselalgsmetoden i flera arktisk-alpina vattendrag i norra Sverige för att verifiera den. Alger har undersökts i svenska arktisk-alpina vattendrag förut och det finns äldre intressanta studier, men gemensamt för dessa är att undersökningar bara är kvalitativa, biomasseaspekten fattas (t.ex. Hustedt 1942, Skuja, H. 1964). Eftersom kunskapen om den kvantitative förekomsten av olika algtaxa, både kiselalger och andra alger, är så glest i arktisk-alpina vattendrag skulle projektet ge ett startvärde för en framtida regelbunden övervakning av biodiversiteten i dessa vatten för CAFF ändamålet. Projektet skulle dessutom ge svar på frågan om den arktiskt-alpina påväxtalgfloran skiljer sig från den boreala floran på samma längdgrader, vilket på sikt skulle göra det möjligt att se ifall algfloran möjligtvis skiftar från arktiskt-alpin till boreal under den globala uppvärmningen. Sist

men inte minst kommer kiselalgsdata användas för att ingå i en större jämförelse av kiselalgsfloran i hela Sverige, för att undersöka om det finns särskilda kiselalgssamhällen i olika ekoregioner eller olika typer av vattendrag, ett mål som ingår i WATERS och SLUs Fortlöpande Miljöanalys (FoMA) projekt "Sveriges kiselalger" inom FoMA programmet Sjöar & vattendrag (SLU 2012).

Det föreliggande projektet har som mål att testa om BenthosTorch verkligen kan mäta hela påväxtalgsamhällets biomassa i de näringsfattiga vattendrag i norra Sverige genom att jämföra BenthosTorch-mätningar i fält med två konventionella metoder som genomfördes på skrapade prover från en känd yta: extraktion av klorofyll med aceton och mätning av absorbansen vid olika våglängder i spektrofotometer (SS 028146), och identifiering och räkning av påväxtalger i räknekammare i omvänt mikroskop. Projektet inkluderade också den hittills enda metoden att bedöma ekologisk status med hjälp av påväxtalger: kiselalgsmetoden (indexberäkning med relativa abundansen av olika kiselalgstaxa som bas). Första testen gjordes för att se om BenthosTorch metoden skulle ge likvärdig uppskattning av biomassan som de andra två metoderna, och därmed skulle kunna användas i fält för att enkelt och billigt få en bra uppskattning av påväxtalgers biomassa. Den andra testen var för att se om BenthosTorch metoden kan uppskatta vilka alggrupper som dominerar i ett vattendrag. Dessutom ger projektet den första jämförelsen av totala påväxtalgsamhällets struktur och biomassa med bedömning av ekologisk status i arktisk-alpina vattendrag i norra Sverige. Detta kan användas som startvärden i det kommande FEMG programmet för Sveriges del samt inom WATERS för att verifiera och eventuellt modifiera de existerande bedömningsgrunder för vattendrag i norra Sverige.

Hypotes 1: BenthosTorch metoden ger en likvärdig uppskattning av hela påväxtalgsamhällets biomassa som de andra två metoder (mätning av extraherat klorofyll, biovolumberäkning i mikroskop)

Hypotes 2: BenthosTorch metoden kan uppskatta vilka alggrupper som dominerar i ett vattendrag.

Hypotes 3: Det finns ett speciellt arktisk-alpint påväxtalgsamhälle som skiljer sig från den i boreala vatten.

Hypotes 4: Kiselalgsmetoden bedömer den ekologiska statusen korrekt även i arktisk-alpina vattendrag.

## Metoder

### *Lokaler*

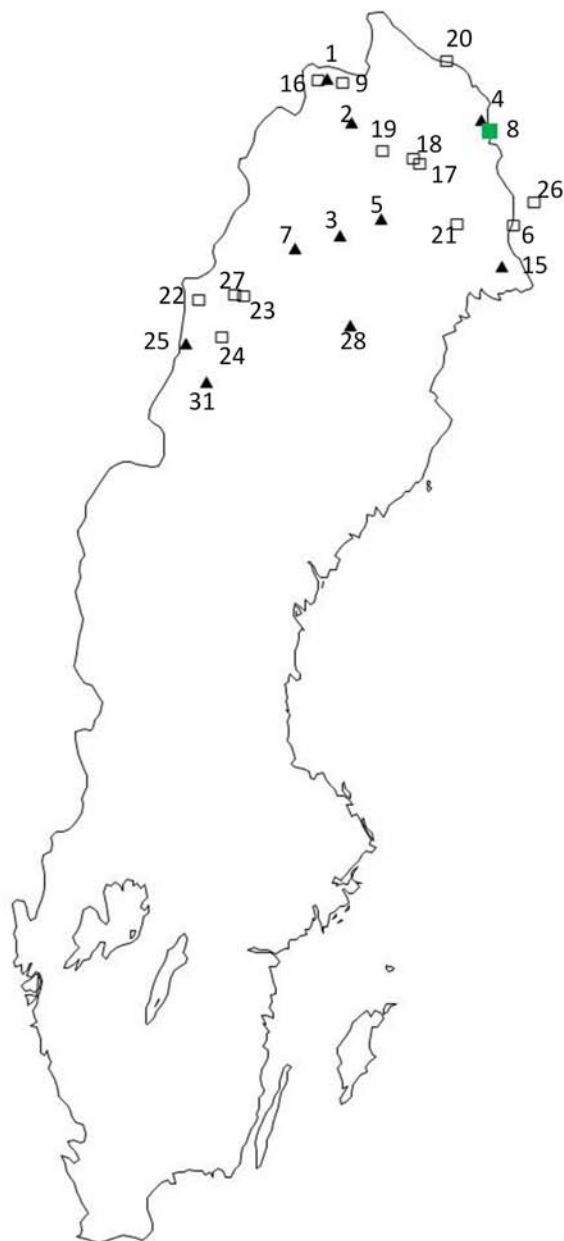
Proverna har tagits i 24 vattendrag i norra Sverige (tabell 1, figur 1). Bara två av vattendragen som övervakas inom det nationella programmet "trendvattendrag" tillhör gruppen arktisk-alpina (Abiskojojk och Akkarjåkkå). För att utöka testunderlaget letades efter fler vattendrag som är arktisk-alpina och som ingår i någon regelbunden övervakning. Tyvärr hittades inga sådana vattendrag där provtagning var möjlig utan helikopter. Två arktisk-alpina vattendrag hittades dock som idag inte ingår i ett regelbundet program, men som i någon form hade känd vattenkemi: utloppsbäcken från Latnajaure som ingår i programmet "trendsjöar" och Pessisjåkka som ingick i trendvattendragen tom 2006. För att utöka med ännu fler vattendrag inkluderades även fyra alpina vattendrag som ligger något söder om polcirkeln (Tabell 1). Till sist inkluderades sexton vattendrag



som ligger norr om (eller väldigt nära) polcirkeln och skulle därför klassas geografiskt som arktisk, men som ligger mer låglänt i terrängen och har framförallt skog och inte fjäll i sitt avrinningsområde, dvs. de ligger i den boreala vegetationszonen. Dessa boreala vattendrag inkluderades för att kunna jämföra skillnader i algernas utveckling i alpina och boreala vattendrag norr om polcirkeln (tabell 1). Gränsen mellan vattendragen som här definieras som arktisk-alpin respektive boreala norr om eller nära polcirkeln är dock inte skarp, utan många vattendrag har karaktär av både alpina och boreala vegetationszoner i sitt avrinningsområde, men det är oklart hur detta påverkar algsamhällen (tabell 2).

*Tabell 1. Provtagningsstationer för påväxtalger (NMÖ: nationella miljöövervakningsprogrammet, RMÖ: regionala miljöövervakningsprogram, SRK: samordnat recipientkontroll) indelade i arktisk-alpina eller boreala norr om polcirkeln (\* eller nära polcirkeln) (66° 33'N ≈ 7350000 i RT90)*

Vattendrag	Lokal	Kod i denna studie	Program (kiselalgskod)	X koordinat RT 90	Y koordinat RT 90	Kiselalger ingår i programmet (sedan)	Provtagningsdatum
<b>Arktisk-alpina*</b>							
Abiskojokk	160 m ups väg	P1	NMÖ (36)	7587983	1622174	2007	2011-08-02
Akkarjåkkå	ups väg	P2	NMÖ (1)	7534489	1652847	2006	2011-08-01
Latnajaure	utloppsbäck	P16	RMÖ (sjö uppströms tidigare RMÖ (tom 2006)	7586770	1610500	nej bara 2001, 2004	2011-08-02
Pessisjåkka	ns väg	P 9	RMÖ (AJ9)	7318600	1506950	nej	2011-08-01
Raurejukke	Rödingvik spången	P27	NMÖ (11)	7209900	1472700	2004	2011-07-29
Fiskonbäcken	v Saxnäs ups väg	P31	NMÖ (41)	7260750	1440430	2007	2011-07-27
Vapstälven	rastplats öster bron	P25	SRK, Ume- och Vindelälven	7312359	1462533	nej	2011-07-28
Umeälven	ups Hemavan s	P22					
<b>Boreala norr om polcirkeln*</b>							
Viepsajåkkå	ups vägbron	P7	NMÖ (4)	7376750	1582800	2006	2011-07-30
Muonio älv	ups Karesuando	P20	Torneälven	7609296	1772983	nej	2011-08-03
Kitkiöjoki	20 m ns Kerundöjärvi	P4	NMÖ (37)	7537791	1814117	2007	2011-08-03
Ylinen Kihlankijoki	ups vägtrumma	P8	RMÖ (BD2)	7522500	1825250	2006	2011-08-03
Kaitumälven	Killinge	P19	NMÖ	7498700	1690550	nej	2011-07-31
Mustalantto	utloppsbäck	P18	RMÖny2010 (inte i VISS än)	7490030	1728770	nej	2011-07-31
Hartijoki	jakt o slaktstugan	P17	RMÖny2010 (inte i VISS än)	7486820	1734140	2011	2011-07-31
Muddusälven	ups hängbron	P5	NMÖ (3)	7414200	1690130	2001	2011-07-31
Lansån	övre Lansjärv	P21	NMÖ	7408100	1784050	nej	2011-08-05
Joujoki	ups väg 99	P26	Torneälven	7406036	1853762	nej	2011-08-05
Alep Uttajåkkå	ups vägtrummor	P3	NMÖ (38)	7392830	1638350	2001	2011-07-30
Sangisälven	390 m ns Kukkasjärvi	P6	NMÖ (39)	7355018	1839325	2007	2011-08-05
Torne älv (Mattila)	Sölkäsaari	P15	flodmynningar SRK, Ume- och Vindelälven	7333510	1879000	nej	2011-08-05
Vindelälven	Tjulån i Ammarnäs	P23		7317560	1518430	nej	2011-07-29
Bergmyrbäcken	ups väg	P28	NMÖ (40)	7280700	1651200	2007	2011-07-30
Umeälven	Ajaure krv	P24	SRK, Ume- och Vindelälven	7266740	1492070	nej	2011-07-28



Figur 1. Provtagningsstationer för påväxtalger i denna studie – 24 vattendrag:  
 ▲ 10 trendvattendrag (bara kiselalger ingår i det reguljära programmet), ■ 1 Norrbotten RMÖ  
 (bara kiselalger ingår i det reguljära programmet), □ 13 andra program (flodmynningar, RMÖ,  
 SRK, kiselalger eller andra påväxtalger ingår inte i dessa program). Provtagningsstationerna är  
 numrerade enligt P-koderna i tabell 1.

Tabell 2. Höjd över havet, avrinningsområdets storlek (ovanför provtagningsstationen) och markanvändning för provtagningsstationerna

vattendrag	Kod i denna studie	Höjd (moh)	ARO km <sup>2</sup>	Sjö %	Våt mark %	Åker mark %	Annan lantbruk %	Skog %	Kal hyggen %	Tätort %	Annat %
<b>Arktisk-alpina och alpina</b>											
Abiskojokk	P1	370	558	3,6	0,2	0,0	0,0	9,4	0,0	0,0	86,7
Akkarjåkkå	P2	505	20	0,9	0,9	0,0	0,0	12,2	0,0	0,0	85,9
Latnajaure utl.	P16	960									
Pessisjåkkå	P 9	341	99	1,0	0,0	0,0	0,0	2,4	0,0	0,0	96,7
Raurejukke	P27	577	11								
Fiskonbäcken	P31	575	100	4,9	10,1	0,0	0,0	18,7	0,0	0,0	66,3
Vapstälven	P25	715	554	10,8	8,5	0,0	0,1	30,9	0,0	0,0	49,7
Umeälven, Hem.	P22	495									
<b>Boreala norr om polcirkeln</b>											
Viepsajåkkå	P7	490	82	2,3	4,0	0,0	0,0	52,7	0,0	0,0	41,0
Muonio älv	P20	320									
Kitkiöjoki	P4	230	130	2,8	26,1	0,4	0,8	63,8	5,8	0,1	0,3
Ylinen Kihlankijoki	P8	200	87	0,1	15,2	0,0	0,0	48,9	35,3	0,0	0,4
Kaitumälven	P19	495	2347								
Mustalanto	P18	387									
Hartijoki	P17	331									
Muddusälven	P5	175	452	3,0	43,0	0,0	0,0	53,4	0,1	0,0	0,5
Lansån	P21	86	1280								
Joujoki	P26	68									
Alep Uttjajåkkå	P3	390	96	1,8	34,0	0,0	0,0	57,3	0,7	0,0	6,2
Sangisälven	P6	60	494	8,5	26,7	0,6	0,6	56,6	6,9	0,0	0,1
Torne älv (Matt.)	P15	8	34441								
Vindelälven	P23	402									
Bergmyrbäcken	P28	462	17	2,0	23,8	0,0	0,0	68,1	0,6	0,0	5,6
Umeälven, Ajau.	P24	385									

### Provtagning

I alla vattendrag mättes och provtogs påväxtalgernas biomassa och sammansättning inklusive kiselalgernas sammansättning på stenar på ca 0,3 m djup. Provtagningen utfördes av Paul Andersson, SBV-analys, under perioden 2011-07-28 till 2011-08-05 (provtagningsdatum i tabell 1). För fältprotokoll se bilagor. Målet var att ta prover för mätning av påväxtalgernas biomassa från samma sten för alla tre metoder för att undvika att ta prover som skilde sig alltför mycket från varandra pga. den stora heterogeniteten i påväxtalgsamhället (Kahlert et al. 2002). I varje vattendrag togs prover på två ställen som cirka 10 m från varandra eftersom det har visat sig att påväxtsamhället har sin största variation på denna skala (Kahlert et al. 2002). På varje ställe användes två stenar som låg cirka två decimeter från varandra, dvs. fyra stenar. Först gjordes mätningar med BenthosTorchen, en mätning på varje sten (yta per mätning: 0,2 cm<sup>2</sup>), dvs. totalt fyra mätningar per vattendrag. Sedan borstades algerna kvantitativt från stenarna med hjälp av en så kallat sprutborste (Peters et al. 2005), två stenprover gick till den konventionella analysen av klorofyll på laboratoriet och två till bestämningen av biovolymen i mikroskop, dvs. för dessa metoder analyserades två prover per vattendrag. För att få tillräckligt med material användes sprutborsten (provtagningsyta på 2 cm<sup>2</sup>) tre gånger på varje sten och de tre delproverna hällades ihop

till ett prov (sammanlagd borstat yta  $2 * 3,14 = 6,28 \text{ cm}^2$ ) för senare analys för antingen klorofyll eller biobolymberäkningar. Proverna förvarades svalt och mörkt och skickades inom 24 t till utföraren för snabbast möjliga analys. Kiselalgsprovtagning utfördes enligt Svenska Standardmetoden SS-EN 13946 (SIS 2003) med tandborste, men på fem till tio nya stenar, som borstades helt av. Kiselalgsprovtagningen är inte kvantitativt, utan alla delprover samlas till ett prov som man låter sedimentera och ersätta 70% av de överstående vatten med sprit för konservering.

### *Analys av biomassan*

BenthoTorchon mäter autofluorescensen på levande alger *in situ*, vilket räknas automatiskt om till klorofyll per yta. Instrumentet leveras färdigkalibrerat och resultatet visas direkt i displayen samt kan laddas ner som fil, och är färdigberäknade värden för klorofyll *a* ( $\mu\text{g}/\text{cm}^2$ ) och andel av de olika alggrupperna i %.

För den konventionella analysen av klorofyll på laboratoriet enligt standardmetoden SS 028146 filtrerades hela provet tagen för klorofyllanalysen ner på ett GF/C filter och extraherades 12 t i 90 % aceton, och mättes därefter i spektrofotometer. Instrumentet mäter på fyra våglängder och sedan kan man beräkna klorofyll *a*, *b* och *c* per yta ( $\mu\text{g}/\text{cm}^2$ , klorofyll *a* enligt SS 028146, klorofyll *b* och enligt Strickland & Parsons 1972). Klorofyll korrigerades också för feofytin vilket mäts efter surgörning av provet (SS 028146). Analysen gjordes av Erkenlaboratoriet, Norr Malma fältstation, Uppsala universitet (ackrediterat för metoden 1.6.2010, förnyad 22.2.2011). Det gjordes också ett försök att beräkna andelen grönalger och kiselalger genom att anta att kvoten klorofyll *b* till klorofyll *a* är ungefär 0,37 i grönalger och kvoten klorofyll *c* till klorofyll *a* är ungefär 0,1 i kiselalger (Lauridsen et al. 2011, Traunsberger et al. 2004, Schlüter et al. 2006). Problemet visade sig vara att mängden klorofyll *c* som beräknades att vara nästan lika högt som klorofyll *a* värdet, troligtvis var den totala mängden klorofyll för lågt för att använda sig av Strickland & Parsons (1972) ekvationer. Standardmetoden är bara kalibrerat till en viss mängd klorofyll *a*, *b* och *c* värden verkar inte vara tillförlitliga. Istället för att använda den troligtvis felaktiga totala mängden av dessa pigment beräknades andelen av de två pigment klorofyll *b* och *c* från summan av dessa två som ett grovt provisoriskt mått om det var mera grönalger eller mera kiselalger i provet. Blågröna och andra alger kommer ej med i en sådan jämförelse.

För den konventionella analysen av biovolym skakades provet taget för biovolymanalysen och ett delprov på 2 ml höllades i en räknekammare. Alla prov förutom Lansån hade en optimal täthet av celler i provet, att varken spädning eller koncentration var nödvändig. Lansåns prover späddes 1:1. Proven räknades sedan i 100x (stora alger, halva kammaren, dvs. 1 ml, räknades) och 400x förstörning (små alger, en diameter räknades, dvs. 0,019 ml av provet räknades). Alla taxa identifierades till högsta möjliga upplösning (till största del släktnivå med olika storleksklasser). Cellmått för ett taxon togs på ~10 celler, och volymen beräknades med standardgeometrisk formel (Hillebrand et al. 1999). Volymen beräknades för varje taxon per prov per yta, och sammanslogs sedan i större alggrupper för att öka översiktbarheten: coccoida blågröna (BG), trådformiga BG utan heterocyter, trådformiga BG med heterocyter, coccoida gröna (G), trådformiga G, rödalger (alla trådformiga), encelliga små kiselalger (KA), encelliga medelstora KA, encelliga stora KA och kedjebildande KA. Alla biovolymen räknades om till  $\text{mm}^3$  per  $\text{cm}^2$ , och summerades även till en totalbiovolymen per yta.

### Analys av kiselalger

Kiselalgspreparat framställdes, identifierades och räknades enligt standardmetoden ”Påväxt i rinnande vatten – kiselalgsanalys” (SS-EN 14407, SIS 2005; Naturvårdsverket 2007) på Institutionen för vatten och miljö, SLU. Kiselalgsanalyserna utfördes av Isabel Quintana och Eva Herlitz. Båda har godkänts i Nordiska Kiselalgsinterkalibreringen 2009 och 2011 (SLU tillhandahåller resultaten vid förfrågan) och har harmoniserat sitt sätt att analysera kiselalger. Kiselalger bestäms till högsta möjliga upplösning, vilket för det mesta är artnivå och ofta varietet, och de olika taxa anges i relativ abundans per prov.

Et nytt hjälpindex är under utveckling som indikerar om ett vattendrag är påverkat av miljögifter (Falasco et al. 2008, Jan-Ers 2009). Indexet använder sig av andelen missbildade skal och andelen missbildade skal har därför räknats och tagits med i detta projekt.

### Bedömning av ekologisk status och surhetsgrupp med hjälp av kiselalgsresultaten

Beräkningen av kiselalgsindex, klassindelning, tolkningen av resultat och rapportskrivning har gjorts av Maria Kahlert, Institutionen för vatten och miljö, SLU. Klassningen av kiselalgsresultaten gjordes enligt föreskrifterna och bedömningsgrunderna (Naturvårdsverket 2007, 2008), där ”Bakgrundsrapport för revideringen 2007 av bedömningsgrunder för påväxt – kiselalger i vattendrag” (Kahlert et al. 2007) ingår.

Bedömningen av ekologisk status med hjälp av kiselalger grundar sig på två olika index, samt två stödparametrar. IPS (Indice de Polluo-sensibilité Spécifique, Cemagref 1982) visar påverkan av näringsämnen och organisk förorening. Stödparametrarna % PT (andelen skal från föroreningstoleranta arter, indikerar organisk förorening) och TDI (Trophic Diatom Index, indikerar eutrofiering) (Kelly 1998) används för att få en säkrare bedömning. Det är dock IPS som man skall använda för att ta fram ekologisk status. Indelningen i IPS-klass har gjorts enligt tabell 3. IPS-värdena sträcker sig mellan 1 och 20. Osäkerhetsintervallet för IPS resultat lika eller över 13 ligger inom en IPS enhet (dvs.  $\pm 0,5$  enheter) och för IPS resultat under 13 inom 2 enheter (dvs.  $\pm 1$  enhet). När gränsen för osäkerhetsintervallet av IPS resultatet överskrider värdet för nästa klassgräns är klassningen osäker och bedömningen ligger mellan två klasser.

Tabell 3. Bedömning av ekologisk status med hjälp av kiselalgsindexet **IPS** (Indice de Polluo-sensibilité Spécifique, Cemagref 1982, indikerar påverkan av näringsämnen och organisk förorening). **TDI** (Trophic Diatom Index, indikerar eutrofiering) och **%PT** (andelen föroreningstoleranta skal) (Kelly 1998, indikerar organisk förorening) fungerar som stödparametrar till IPS (Naturvårdsverket 2007, 2008, Kahlert et al. 2007).

klass	status	IPS-värde	EQR-värde	%PT	TDI
1	hög	$\geq 17,5$	$\geq 0,89$	$< 10$	$< 40$
2	god	14,5-17,5	0,74-0,89	$< 10$	40-80
3	måttlig	11-14	0,56-0,74	$< 20$	40-80
4	otillfredsställande	8-11	0,41-0,56	20-40	$> 80$
5	dålig	$< 8$	$< 0,41$	$> 40$	$> 80$

**ACID** (ACidity Index for Diatoms, Andrén & Jarlman 2007) visar på surheten. Surhetsindexet ska emellertid inte användas för att ändra den ekologiska statusen för vattendraget. Surhetsindexet grupperar nämligen endast vattendraget i en pH-regim och surheten kan vara naturlig. ACID indelningen i surhetsregim görs enligt tabell 4 (Naturvårdsverket 2007, 2008, Kahlert et al. 2007). Osäkerhetsintervallet beräknas som  $ACID \pm 10\%$ .

$$\text{Surhetsindex ACID (BG)} = [\log((ADMI/EUNO)+0,003)+2,5] + [\log((circumneutrala+alkalifila+alkalibionta)/(acidobionta+acidofila)+0,003)+2,5]$$

*En täljare eller nämnare = 0 ersätts med 1, när relativa abundansen uttrycks som procent. I kiselalgsmjukvaran Omnidia anges den relativa abundansen av van Dams surhetsgrupper i promille, varvid 0 ersätts med 10 (Naturvårdsverket 2007, 2008, Kahlert et al. 2007).*

*Tabell 4. Bedömning av pH-regim i vattendrag med hjälp av kiselalger (surhetsindex ACID, ACidity Index for Diatoms, Andrén & Jarlman 2007). Indelningen görs i fem pH-regimer (Naturvårdsverket 2007, 2008, Kahlert et al. 2007).*

pH regim	beteckning	pH (medelvärde för 12 månader före provtagning)	pH-minimum	surhetsindex ACID
A	<b>alkaliskt</b>	$\geq 7,3$		$\geq 7,5$
B	<b>nära neutralt</b>	6,5-7,3		<b>5,8-7,5</b>
C	<b>måttligt surt</b>	5,9-6,5	$< 6,4$	<b>4,2-5,8</b>
D	<b>surt</b>	5,5-5,9	$< 5,6$	<b>2,2-4,2</b>
E	<b>mycket surt</b>	$< 5,5$	$< 4,8$	$< 2,2$

Bedömningarna med **IPS** och **ACID** fungerar för alla typer av vattendrag i hela Sverige. Referensvärden och klassgränserna är desamma i hela landet.

#### *Statistiska metoder*

För att testa om klorofyllvärden uppmätt med Benthosensor skiljde sig signifikant från värden mätt med spektrofotometern användes den icke parametriska Sign test som jämför två variabler där mätvärden är grupperade, här efter vattendrag. För Sign testet användes statistikprogrammet Statistica v.10 (StatSoft, Inc. 2011). För att undersöka likheten och förändringar mellan olika lokaler användes metoden NMDS (=nonmetric multidimensional scaling) Den relativa abundansen av kiselalgstaxa räknades om till ett värde mellan 0 och 1, vilket sedan transformerades med arcsin rot transformationen, sällsynta taxa behölls i beräkningen eftersom det var taxasammansättningen som skulle undersökas. Distansmetric var Chord (omvänd Sørensen), slumpmässigt start konfiguration användes med 250 körningar av reala data, dimensionaliteten, stressen och stabiliteten bedömdes med programmets autopilot. För att testa om funna skillnader mellan arktisk-alpina och boreala vattendrag var signifikanta användes metoden MRPP (Multi-response Permutation Procedures) med distansmetric Chord igen. För att testa om det fanns särskilda indikatortaxa för arktisk-alpina respektive boreala vattendrag användes metoden Indicator Species Analysis, som beräknar chansen för varje taxon att alltid finnas i en av grupperna, men inte i den andra gruppen. 1000 randomizations användes i Monte Carlo testet för att testa hur signifikant

resultatet var. För båda metoder användes statistikprogrammet PC-ORD Version 5.32 (McCune & Mefford. 2006).

## Resultat och diskussion

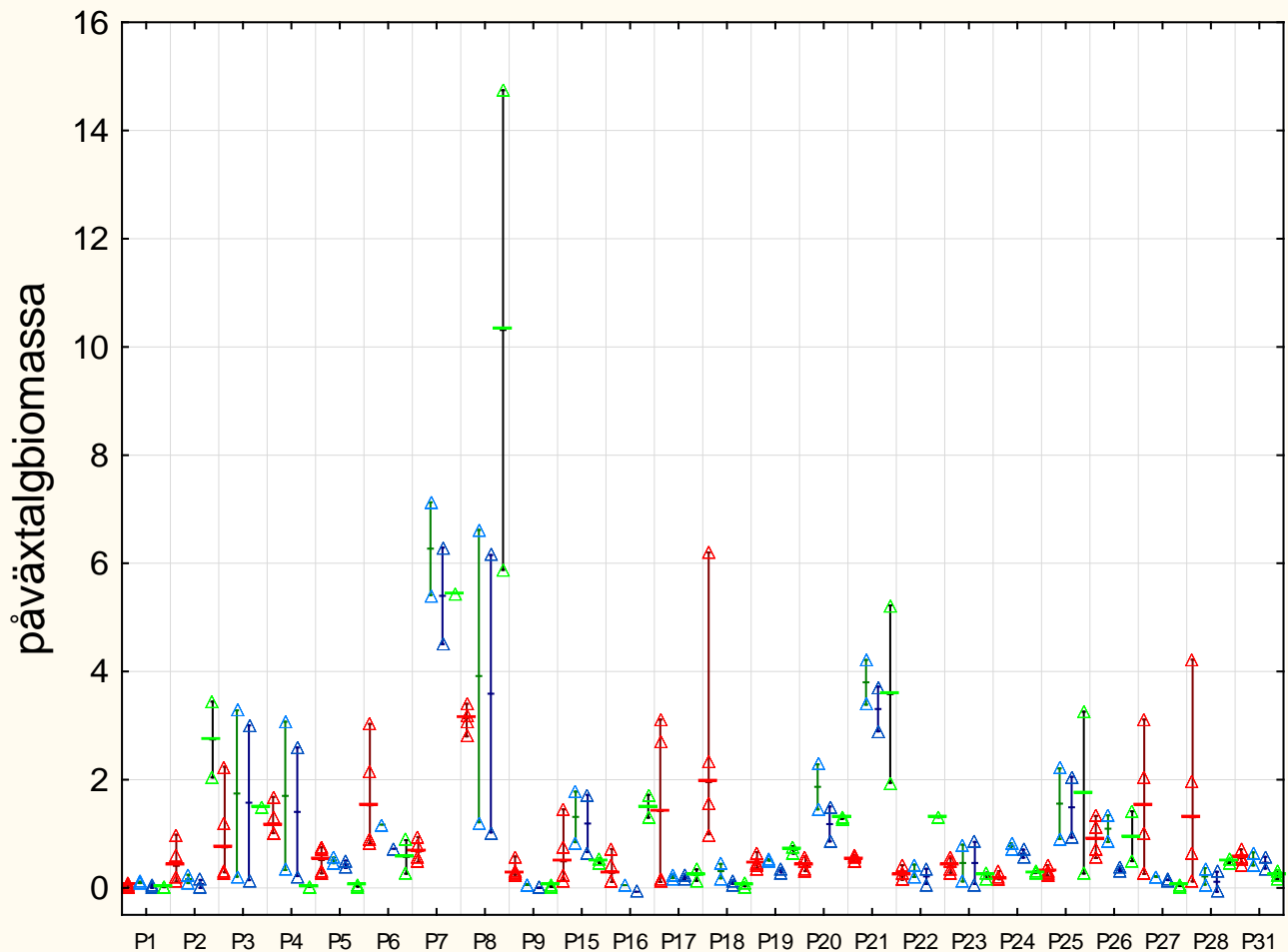
### *Påväxtalgernas biomassa/biovolym – jämförelse metoder*

Beräknar man medianvärdet av påväxtalgbiomassan/biovolym från alla medianvärden för de undersökta 24 vattendrag i Norden kommer alla tre metoder fram till samma värde, med ungefär samma felmarginal (tabell 5), klorofyllvärden skiljer sig inte mellan BenthosTorch metoden och den konventionella spektrofotometermetoden (Sign test,  $p = 0,665$ ). BenthosTorch metoden är därför troligtvis väl lämpad att visa den korrekta totala påväxtalgbiomassan. Det korrigerade klorofyllvärdet för spektrofotometermetoden är lägre, men det har diskuterats att denna korrigering inte borde användas när andra pigment än klorofyll *a* finns i provet (t.ex. Arar & Collins 1997 och citerade referenser). Biovolymen skall inte nödvändigtvis hamna på samma värde eftersom det inte handlar om klorofyllmätningen i detta fall, men det har visat sig i andra undersökningar i svenska vatten att biomassa uttryckt i klorofyll och biovolym hamnar på ungefär samma storleksordning för enheterna  $\mu\text{g}/\text{cm}^2$  för klorofyll och  $\text{mm}^3/\text{cm}^2$  för biomassa (Maria Kahlert, opublicerade data).

*Tabell 5. Påväxtalgernas biomassa/biovolym. Medianvärdet och interkvartil intervall beräknat från medianvärdet av alla 24 undersökta vattendrag i norra Sverige är samma för alla tre jämförda metoder (BenthosTorch, spektrofotometer, mikroskop).*

	BenthosTorch	Spektrofotometer	Speckrofotometer	Mikroskop
	Chl <i>a</i> [ $\mu\text{g}/\text{cm}^2$ ]	Chl <i>a</i> [ $\mu\text{g}/\text{cm}^2$ ]	Chl <i>a</i> <sub>corr.</sub> [ $\mu\text{g}/\text{cm}^2$ ]	Biovolym [ $\text{mm}^3/\text{cm}^2$ ]
Median	0,52	0,53	0,45	0,54
Interkvartil range	0,82	1,38	1,10	1,32

Det testades inte hur de olika metoderna skiljde sig för varje enskilda vattendrag, eftersom variationen inom ett vattendrag var stor för alla metoder, troligtvis pga. att påväxtalgsamhället i den lilla skalan fläckvis var väldigt olika (figur 2).



Figur 2 Påväxtalgbiomassa uppmätt som klorofyll  $a$  ( $\mu\text{g}/\text{cm}^2$ ) med  $\blacktriangle$  BenthosTorch och  $\blacktriangle$  spektrofotometer ( $\blacktriangle$  korrigerat för feofytin) samt  $\blacktriangle$  biovolym ( $\text{mm}^3/\text{cm}^2$ ) beräknat med mikroskopmetoden. Rådata ( $\Delta$ ) och median (--) för varje vattendrag.  $N=4$  för BenthosTorch-metoden,  $n=2$  för de andra metoderna.

En möjlig felkälla till för höga värden klorofyll för påväxtalger med BenthosTorch skulle kunna vara en hög andel mossor i vattendraget. Det var inte klart om BenthosTorch skulle mäta klorofyll i mossor (Colin Moore, bbe Moldaenke, muntlig kommunikation). En analys av fältprotokollen visade dock att vattendrag med hög andel mossor inte alls var de som hade för höga värden klorofyll jämfört med spektrofotometermetoden, så mossor verkar inte vara något problem för BenthosTorch. Källor till stora olikheter i biovolym- och klorofyllmetoder (både BenthosTorch och spektrofotometer) kan vara taxonsammansättningen: Alger som har hög biovolym men relativt låga klorofyllhalter kan vara förklaringen att biovolymen är relativt hög i P2 och i P8 i fast klorofyll  $a$  halten är låg (Figur 2). P2 provet var dominerat av BG *Aphanocapsa* (figur 3f, tabell 6), som bildar kolonier med små celler inbäddade i mycket gelé, P8 provet var dominerat av BG akineter (tabell 6), som för vissa taxa kan innehåller låga halter klorofyll (Irene Elfgren-Karlsson, muntlig kommunikation).

För att säkert kunna jämföra medelvärdet av två vattendrag, eller mellan två år, behövs många fler mätningar, detta gäller alla tre metoder. Om man antar att man vill upptäcka en 50 % skillnad



mellan två vattendrag eller år med en 80 % sannolikhet på en signifikansnivå på  $p = 0,01$  så behövs det ungefär 15 mätningar per vattendrag för att få ett tillförlitlig medelvärde (Sokahl & Rohlf 1997, Kahlert et al. 2002).

#### *Påväxtalgernas taxasammansättning – jämförelse metoder*

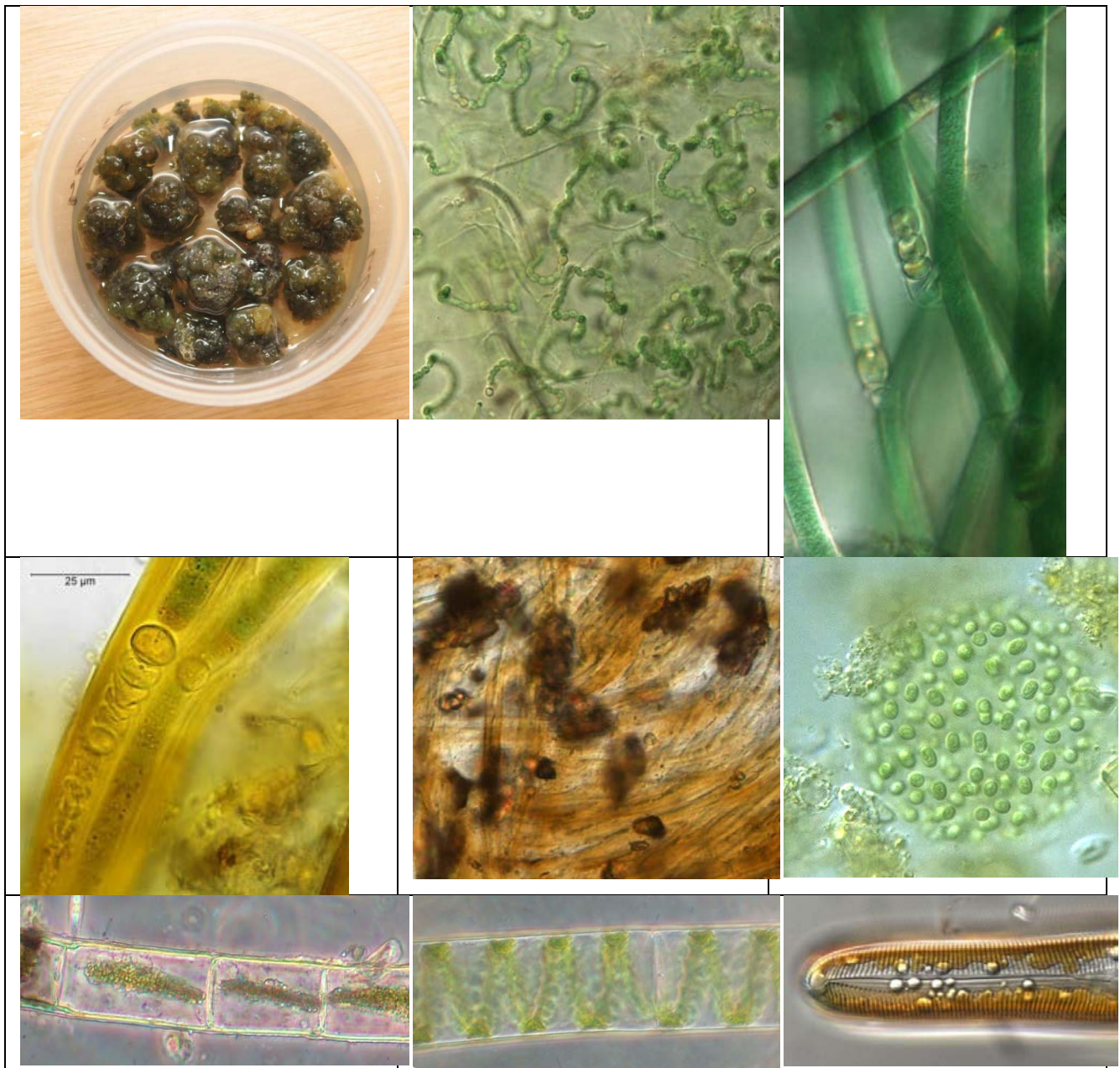
Tyvärr så visade det sig att BenthosTorchten inte kunde visa taxasammansättningen i denna studie. Biovolymräkningar med mikroskop visade att ~35 % ( $\pm 26\%$  Stdav, medelvärde av alla vattendrag) av algerna utgjordes av kiselalger, tätt följd av blågrönalger med ~32 % ( $\pm 33\%$ ) och grönalger med ~27 % ( $\pm 26\%$ ). Rödalger fanns det bara lite av (4 %  $\pm 15\%$ ). BenthosTorchten visade istället en totaldominans av kiselalger (~85%  $\pm 21\%$ ), följd av grönalger (~11%  $\pm 18\%$ ), medan blågrönalger bara uppskattades till ~4%  $\pm 12\%$ . Med den grova metoden att jämföra kiselalger med grönalgernas förekomst med spektrofotometermetoden uppskattades också att kiselalger utgjorde den största delen med ~77% ( $\pm 18\%$ ) och grönalger bara ~23% ( $\pm 18\%$ ). I nuläget är det alltså inte möjligt att använda BenthosTorchten för analys av taxasammansättning, men möjligtvis kan instrumentet recalibreras för Svenska vatten och förhoppningsvis visa mera tillförlitliga siffror (Christian Moldaenke, bbe Moldaenke, muntlig kommunikation).

#### *Påväxtalgernas taxasammansättning – mikroskopidentifieringen*

Tre stora grupper dominerade biomassan med ungefär en tredjedel var, där kiselalgerna hade något högre biomassa än blågrönalger, och dessa lite högre biomassa än grönalger. Av de fyra funktionella grupper som kiselalger delades in i var det de stora encelliga celler som dominerade biomassan, även om cellantalet brukar vara lågt på dessa (tabell 6, figur 3i). Av blågrönalgerna dominerade de trådformiga med heterocyster, dvs. de som är kapabla till kvävefixering, och som brukar vara ett tecken på kvävebrist (tabell 6). I denna grupp var det släktet *Nostoc* som dominerade (figur 6a, b), följd av *Calothrix*, *Tolypothrix*, *Dichothrix* och *Rivularia* (figur 6c-e). Vanlig inom blågrönalgsgruppen var också släktet *Aphanocapsa* i två prover (tabell 6, figur 6f). Den sista stora alggruppen var trådformiga grönalger, som dominerades av stora *Mougeotia* och *Spirogyra* (figur 6g,h). Även biovolymberäkningarna hade stor variation, för ett tillförlitligt medianvärde borde minst 15 prover per vattendrag räknas.

Tabell 6. Påväxtalgernas sammansättning (identifiering och biovolym med mikroskopmetoden).

Relativ förekomst [%]		blågröna		gröna		röda		kiselalger			
	Kod i denna studie	coccoid	Trådformad, inga heterocyster	Trådformad, heterocyster	cocco id	Tråd för mad	Tråd för mad	En celliga, små	En celliga, mellan	En celliga, stora	kedjor
<b>Arktisk-alpina*</b>											
Abiskojokk	P1	0	0	2	0	17	0	17	6	2	56
Akkarjåkkå	P2	87	0	5	0	7	0	0	0	0	0
Latnajaure utl.	P16	0	8	14	17	7	0	1	2	47	4
Pessisjåkka	P 9	0	0	53	0	22	0	4	11	7	2
Raurejukke	P27	0	0	49	0	2	0	0	1	40	7
Fiskonbäcken	P31	0	1	19	1	46	6	1	3	11	12
Vapstälven	P25	0	0	11	0	79	0	0	1	8	0
Umeälven, Hem.	P22	0	0	80	2	4	1	1	2	8	3
<b>Boreala norr om polcirkeln*</b>											
Viepsajåkkå	P7	0	0	81	0	10	0	0	1	5	2
Muonio älv	P20	0	0	75	0	5	0	0	2	13	4
Kitkiöjoki	P4	0	0	3	0	1	4	1	15	72	4
Ylinen											
Kihlankijoki	P8	0	0	98	0	0	0	0	1	1	0
Kaitumälven	P19	17	0	51	4	9	0	0	0	17	1
Mustalantto	P18	0	0	3	3	20	0	2	17	38	16
Hartijoki	P17	0	0	5	0	3	82	0	1	3	5
Muddusälven	P5	1	0	1	5	16	0	2	9	49	19
Lansån	P21	1	0	25	1	44	0	0	2	16	11
Joujoki	P26	0	1	1	0	64	11	0	6	15	2
Alep Uttjajåkkå	P3	0	0	1	0	73	0	0	2	21	2
Sangisälven	P6	0	2	14	8	56	3	0	2	12	2
Torne älv (Matt.)	P15	0	1	9	18	50	0	0	4	15	4
Vindelälven	P23	0	0	25	17	0	2	9	5	36	6
Bergmyrbäcken	P28	0	0	0	0	92	1	0	1	5	1
Umeälven, Ajau.	P24	0	0	50	4	2	0	8	8	26	2
Total summa		109	14	677	81	628	110	48	100	467	166



Figur 3. Påväxtalgernas sammansättning – vanligaste algtaxa i undersökningen. a-e: trådformiga blågrönalger med heterocyster (a, b: *Nostoc*; c: *Tolypothrix*, d: *Dichotrix*, e: *Rivularia*), f: *Aphanocapsa*, g: stora *Mougeotia*, h: stora *Spriogya*, i: stora encelliga kiselalger. (Copyright på *Dichotrix* bilden: C.F.Carter, på *Aphanocapsa* bilden: Protist Information Server <http://protist.i.hosei.ac.jp/>).

## *Kiselalger*

### *Antal taxa och diversitet*

I de undersökta vattendragen hittades 5-63 kiselalgstaxa per prov med standardmetoden (räknandet av  $\geq 400$  kiselalgsskal, tabell 7). I 90 % av alla vattendrag i Sverige återfinns mellan 20 och 80 kiselalgstaxa räknat med standardmetoden (Kahlert 2011a), vilket betyder att antalet taxa är låg för Abiskojokk och Pessisjåkka, och genomsnittligt för de andra vattendragen (tabell 7).

Diversiteten (Shannon diversitet) låg mellan 0,33 och 4,95 (tabell 4). 90 % av alla vattendrag i Sverige har en diversitet som ligger mellan 1,5 och 5 räknat med standardmetoden (Kahlert 2011a), vilket betyder att även diversiteten är låg för de ovannämnda två vattendrag, och genomsnittligt för de andra vattendragen (tabell 7).

### *Kiselalgssamhällets sammansättning*

Den vanligaste kiselalgstaxon var *Achnantheidium minutissimum* grupp II (medelbredd på 2,2-2,8 $\mu$ m). Näst vanligast var *Fragilaria gracilis* Østrup följt av *Tabellaria flocculosa* (Roth) Kützing och *A. minutissimum* grupp I (medelbredd  $< 2,2\mu$ m), det sistnämnda är typisk för vattendrag som ligger lite högre upp i bergen. Ganska vanliga var också släktet *Eunotia*, *Rossithidium pusillum* Round & Bukhtiyarova, *A. minutissimum* grupp III (medelbredd  $> 2,8\mu$ m) och *Staurosira pinnata* Ehrenberg. De flesta taxa tyder på circumneutralt och näringsfattig vatten, *Eunotia* och *T. flocculosa* är dock indikatorer på att vattnet är surt. *A. minutissimum* grupp III och *S. pinnata* å andra sidan föredrar mycket näring i vattnet. (Se bilagor för kiselalgernas taxasammansättning).

### *Ekologiska statusklassning och deformerade skal*

När man ser på helhetsbilden, alltså tar hänsyn till alla sätt att klassa den ekologiska statusen inklusive osäkerhetskällorna såsom den naturliga IPS variationen så hamnar de flesta lokaler mellan i hög eller god med tendens till hög (tabell 7). Undantagen är Sangisälven och Lansån, som visserligen klassas som god status men har en tendens till måttligt. Detta stämmer väl överens med den totala fosforhalten som är högst just för dessa två vattendrag. Klassningen stämmer väl överens om man jämför den med hur vattenkemin brukar se ut i vattendrag i hög och god statusklass (Kahlert et al. 2007).

Andelen deformerade skal är i de flesta vattendrag noll (tabell 7). I Viepsajåkka och Bergmyrbäcken överstiger dock andelen 2%, vilket vanligtvis är ett tecken på att någon form av påverkan föreligger (Jan-Ers 2009, Martyn Kelly personligt kommunikation) men det är okänt vad som orsakar detta här.

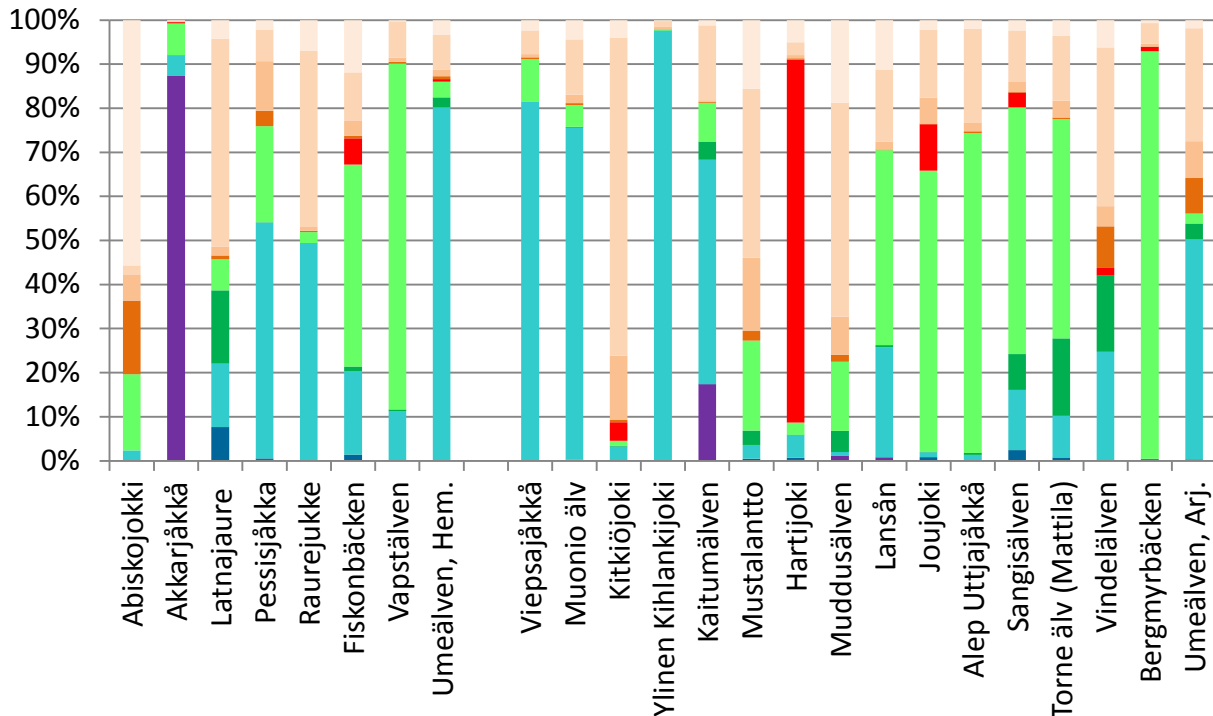
Tabell 7. Bedömning av ekologisk status med hjälp av kiselalgsmetoden; samt årsmedel för pH, Tot-P och Tot-N. Surhetsgrupp på gränsen till högre ▼ eller lägre ▲ surhetsgrupp.

vattendrag	Kod i denna studie	IPS	TDI/100	%PT	ACID	ekologisk status	Surhetsgrupp	Taxa antal	Diversitet (Shannon)	Deformerade skal %	pH	Tot-P	Tot-N
<b>Arktisk-alpina *</b>													
Abiskojoek	P1	19,9	25,2	0,2	9,0	hög	Alkaliskt	12	0,33	0	7,3	2,1	111
Akkaarjakkå	P2	18,5	30,7	2	6,9	hög	Nära neutralt ▲	37	3,8	1	7,0	7,8	89
Latnajaure utl.	P16	19,9	15,2	0	3,4	hög	Surt	21	3,27	0	6,5	2,6	47
Pessisjakkå	P 9	20	25,2	0	9,0	hög	Alkaliskt	5	0,17	0	7,5	4,3	267
Raurejukke	P27	19	29,8	5	7,4	hög	Nära neutralt ▲	21	2,31	0	7,1	7,7	162
Fiskonbäcken	P31	19,8	24,4	0,2	6,4	hög	Nära neutralt ▼	28	2,71	0	6,7	2,9	118
Vapstälven	P25	19,6	25,3	0,2	7,6	hög	Alkaliskt ē	37	3,07	1	7,3	1,7	138
Umeälven, Hem.	P22	18	23,3	0,5	6,4	hög	Nära neutralt ▲	36	3,35	0	7,0	11	138
<b>Boreala norr om polcirkeln*</b>													
Viepsajakkå	P7	17,9	35,3	0,5	6,5	hög	Nära neutralt	47	3,53	5	7,1	2,6	112
Muonio älv	P20	17,1	40,2	3,2	6,8	god (hög)	Nära neutralt	65	4,84	0			
Kitkiöjoki	P4	17,1	28,5	1,7	5,5	god (hög)	Måttligt surt ▲	47	4,4	0	6,7	18,9	219
Ylinen							Nära neutralt ▼						
Kihlankijoki	P8	18	36	2,9	5,8	hög	neutralt ▼	50	4,57	0	6,7	14,7	130
Kaitumälven	P19	17,4	36,4	0,7	7,7	hög (god)	Alkaliskt ▼	63	4,28	0	6,8	6,6	192
Mustalanto	P18	19,6	11,1	0,5	4,9	hög	Måttligt surt	37	3,14	0	6,7	12,0	2738
Hartijoki	P17	18,4	28,9	2,8	6,6	hög	Nära neutralt	50	3,94	0	6,7	10,5	253
							Nära neutralt ▼						
Muddusälven	P5	19,5	21,5	0	6,2	hög	neutralt ▼	23	2,31	0	6,9	6,2	243
							Nära neutralt ▲						
Lansån	P21	16,6	52,8	4,7	7,1	god (måttlig)	neutralt ▲	63	4,95	0	6,8	26,9	326
							Måttligt surt						
Joujoki	P26	17,3	30,9	18,7	5,6	god (hög)	▲	45	3,6	0			
							Nära neutralt ▼						
Alep Uttajakkå	P3	19,2	23,7	0,2	6,0	hög	neutralt ▼	51	4,16	2	6,7	8,1	210
							Nära neutralt ▲						
Sangisälven	P6	15,7	46,7	8,9	7,2	god (måttlig)	neutralt ▲	52	4,68	0	6,5	22,8	424
Torne älv (Matt.)	P15	17,7	38,7	3,5	7,5	hög	Alkaliskt ▼	57	4,33	1	6,9	18,4	313
							Nära neutralt ▼						
Vindelälven	P23	17,3	28,3	0	7,4	god (hög)	neutralt ▼	24	3,69	0	7,4	6,8	142
							Måttligt surt						
Bergmyrbäcken	P28	19,6	19	1,7	5,8	hög	▲	32	3,37	4	6,8	5,4	159
Umeälven, Ajau.	P24	18,5	24,8	0	8,6	hög	Alkaliskt	25	2,2	0	7,3	3,6	121

### Surhetsgrupp och risk för försurning

Angående surhetsgrupp så visar kiselalgsindexet ACID att alla nästan alla lokaler ligger nära neutralt pH och att det inte borde förekomma pH-minimum under 6,4 året innan provtagningen (tabell 7). Två vattendrag klassas annorlunda: Bergmyrbäcken klassas som måttligt sur, och Latnajaures utloppsbeck som sur, vilket passar väl med uppmätta pH värden i dessa (Kahlert et al. 2007).

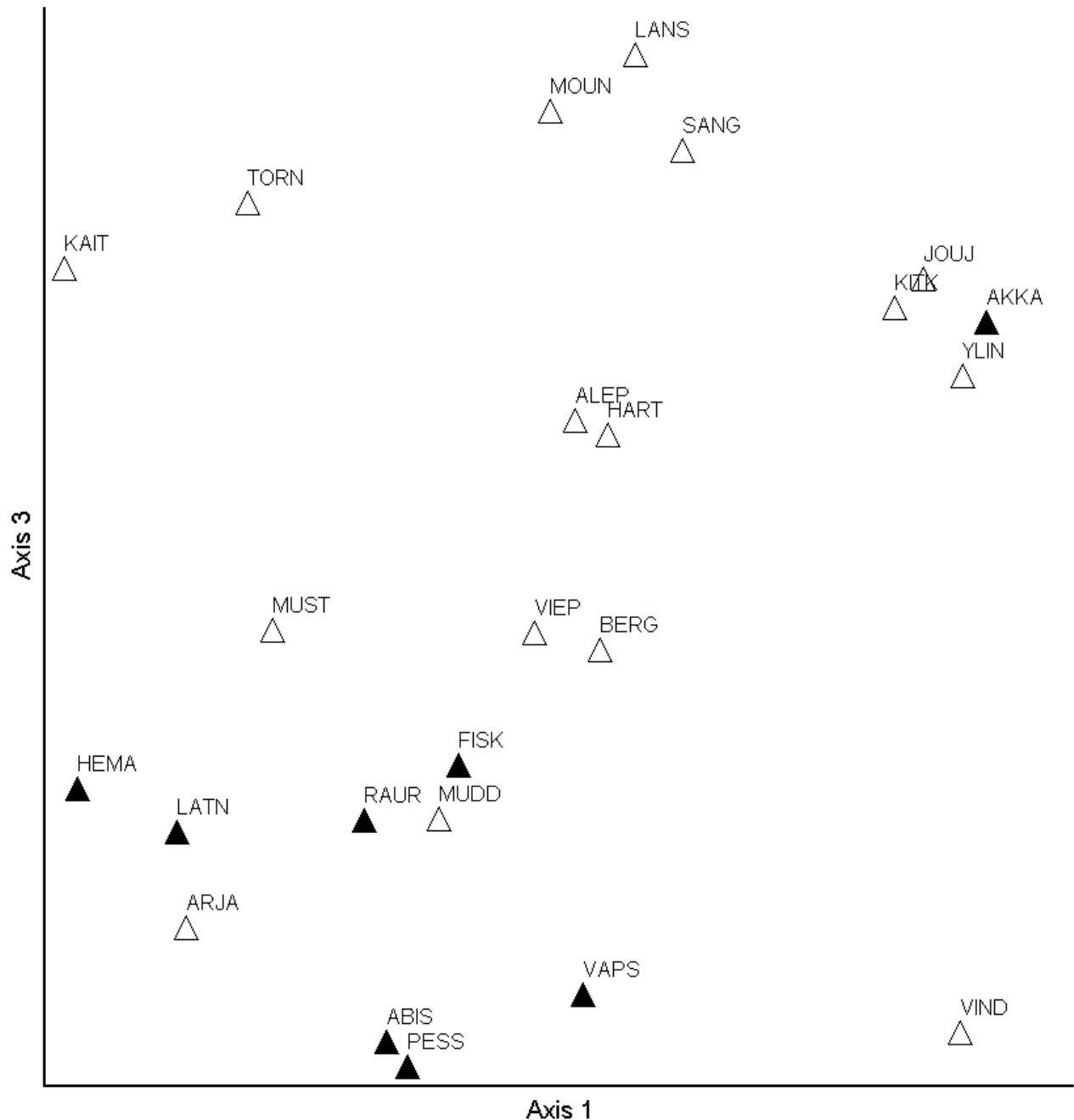
*Skillnader i taxasammansättning mellan vattendrag i arktisk-alpin eller boreal vegetationszon - Kiselalger och andra påväxtalger*



*Figur 4. Påväxtalgernas relativa sammansättning (identifiering och biovolym med mikroskopmetoden), relativ förekomst. Vänster: arktisk-alpin, höger: boreal. ■ BG coccoïd, ■ BG trådformad, inga heterocyster, ■ BG trådformad, heterocyster, ■ G coccoïd, ■ G trådformad, ■ R trådformad, ■ KA små encelliga, ■ KA mellanstora encelliga, ■ KA stora encelliga, ■ KA kedjor*

Om man jämför påväxtalgernas sammansättning för arktisk-alpina och boreala vattendrag i norra Sverige så verka det inte finnas någon ”typisk” sammansättning för någon av grupperna (figur 6, Tabell 6). Denna observation måste dock tas med stor försiktighet. För det första så har det bara räknats två prover per vattendrag, vilket är långt färre än de 15 som beräknades för att kunna ge ett statistiskt säkerställt medelvärde för biovolymberäkningar. Proverna har också bara tagits en gång, det finns inga prover vid andra tider, och andra alger än kiselalger har troligtvis mera variation i tiden. För det andra är indelningen i arktisk-alpin och boreal något osäkert, eftersom avrinningsområdet för flera av vattendragen har karaktär av båda vegetationszoner, och det är oklart hur detta påverkar kiselalgssamhällen. Det har inte undersökts hur temperaturen på provtagningsplatsen, drift av alger från uppströms eller vegetationen i avrinningsområde eller på plats medverkar för att eventuellt ”skapa” ett typiskt påväxtalgssamhälle, och det finns nog många övergångar. Dessutom skiljer sig vattendragen väldigt mycket från varandra, så det går inte att bara ta de fyra typiska arktisk-alpina vatten och jämföra de med fyra typiska boreala, eftersom fyra vattendrag inte verkar vara tillräckligt för att ge en bra bild av ett typiskt samhälle. För det tredje finns det möjligtvis typiska arter som är anpassade till någon av grupperna, men analysen omfattade för det mesta bara identifieringen till genus och indelningen efter storlek, mycket mera tid behövs för att identifiera algerna till art. Med andra ord, det behövs både flera prov, oftare, i fler vattendrag och med noggrannare analys för att kunna göra en statistiskt säkerställt jämförelse mellan arktisk-

alpina och boreala vattendrag för att se om det finns typiska algsamhällen, i alla fall för andra än kiselalger.



Figur 5. Skillnader i kiselalgernas relativa sammansättning (identifiering med mikroskopmetoden, relativ förekomst) mellan arkisk-alpina (▲) och boreala vattendrag (△), beräknat med NMDS (=nonmetric multidimensional scaling) med statistikprogrammet PC-ORD Version 5.32 (McCune, B. and M. J. Mefford. 2006). Lokaler med liknande taxasammansättning ligger nära varandra i bilden. (Antal dimensioner: 3, dimension 1 och 3 visas eftersom de reflekterade bäst skillnaderna mellan de två vattendragsgrupper. Final stress: 9,81, final instability: < 0,00000 (60 iterations).

Om man bara jämför kiselalger så finns typiska drag i kiselalgsamhällen av de arktisk-alpina vattendrag, de liknar varandra mera än att de liknar de flesta boreala samhällen (NMDS, tre dimensioner, final stress: 9,81, final instability: < 0,00000, 60 iterations, figur 5), skillnaden i taxasammansättningen är signifikant (MRPP, Chord, A = 0,023, p = 0,016). Undantagen är Akkarjåkkå, som liknar mer de boreala vattendrag än de andra arktisk-alpina, och Umeälven (Ajaure) och Muddusälven som liknar mer de arktisk-alpina än de andra boreala vattendrag. Det fanns dock bara två typiska indikatorer som förekom signifikant eller nästan signifikant oftare i en vattendragsgrupp än i den andra: *Achnanthidium kriegeri* (Krasske) Hamilton, Antoniadou & Siver (IndVal 49, p = 0,046) och *Eucoconeis laevis* Lange-Bertalot (IndVal 32, p = 0,051) som båda var typiska för den arktisk-alpina kiselalgsfloran. Båda har beskrivits tidigare som typisk alpina arter, *A. kriegeri* förekommer dessutom bara i den nordliga delen av Skandinavien och har inte hittats t.ex. i Alperna (Krammer & Lange-Bertalot 1991). *E. laevis* kan förekomma med hög abundans och hittas ganska ofta, medans *A. kriegeri* brukar vara sällsynt (Krammer & Lange-Bertalot 1991).

Hur de undersökta kiselalgsamhällena liknar samhällen i vatten i övriga Sverige kommer att undersökas i en större studie (Maria Kahlert, opublicerade data). Skillnader som hittas här tyder dock på att arktisk-alpina vattendrag förtjänar ett särskild övervakning, och det går inte att ersätta det med övervakning i fler nordlig boreala vattendrag.

## Sammanfattning

Sammanfattningsvis visar studien att det nya BenthosTorch-instrumentet ger ett tillförlitligt mätvärde på påväxtalgernas biomassa och skulle kunna användas som en billig metod i fält. Variationen inom påväxtsamhället är dock så stor att det behövs minst 15 mätningar per vattendrag, vilket dock inte är något problem med denna metod. För att testa om instrumentet även kan användas i södra Sverige borde vattendrag testas även där. Den genomsnittliga biomassan för hela påväxtsamhället var 0,52 µg/cm<sup>2</sup> och var signifikant lika för båda klorofyllmetoder, biovolymen var 0,54 mm<sup>3</sup>/cm<sup>2</sup>.

Tyvärr kunde instrumentet inte som utlovat ge ett tillförlitligt svar på vilka alggrupper som dominerade. BenthosTorchens uppskattade att kiselalger dominerade samhället, när mikroskopobservationer istället visade att det var ganska jämn fördelning mellan kiselalger, blågrönalger (mest kvävefixerande) och grönalger (mest stora trådformiga). Möjligtvis kan instrumentet kalibreras för Svenska förhållanden och då visar bättre resultat, men det måste konfirmeras med nya mikroskopräkningar, och även här då minst 15 sådana per vattendrag. Kiselalgernas statusklassning enligt bedömningsgrunder visade att den fungerar bra även i arktisk-alpina vattendrag och ger samma resultat som för övriga Sverige.

Mikroskopobservationer visade att det finns typiska kiselalgstaxa för arktisk-alpina vattendrag: *Achnanthidium kriegeri* och *Eucoconeis laevis*. Även kiselalgsammansättningen som helhet skiljer sig signifikant mellan arktisk-alpina och boreala vattendrag, med några vattendrag som undantag. För att kunna slå fast om det även finns ett typisk arktisk-alpin sammansättning av övriga alger måste flera vattendrag undersökas med analyser som identifiera längre ner än till genus och storlek. Studien ger startvärden för en övervakning av Sverige nordligaste vattendrag för att i framtiden kunna följa eventuella förändringar under den globala uppvärmningen.



## Litteratur

- Andrén, C. & Jarlman, A. 2008. Benthic diatoms as indicators of acidity in streams. *Fundamental and Applied Limnology* 173(3): 237-253.
- Arar, E. J. & Collins, G. B. (1997). Method 445.0: In vitro determination of chlorophyll a and pheophytin a in marine and freshwater algae by fluorescence. National Exposure Research Laboratory Office of Research and Development US Environmental Protection Agency, 22p.
- bbe Moldaenke. BenthosTorch - Measurement of Phytobenthos Fluorescence. Hemsida. [online] (2012) Tillgänglig: <http://www.bbe-moldaenke.de/chlorophyll/benthostorch/> [2012-04-18]
- Beutler, M., Wiltshire, K. H., Meyer, B., Moldaenke, C., Lürling, C., Meyerhöfer, M., Hansen, U.-P. & Dau, H. (2002). A fluorometric method for the differentiation of algal populations *in vivo* and *in situ*. *Photosynthesis Research* 72: 39–53.
- CEMAGREF. 1982. Etude des méthodes biologiques d'appréciation quantitative de la qualité des eaux., Rapport Division Qualité des Eaux Lyon-Agence Financière de Bassin Rhône-Méditerranée-Corse: 218 p.
- Convention of Arctic Flora and Fauna. Freshwater Expert Monitoring Group. Hemsida. [online] (2012a) Tillgänglig: <http://www.caff.is/freshwater/freshwater-steering-committee> [2012-04-26]
- Convention of Arctic Flora and Fauna. Monitoring: The Circumpolar Biodiversity Monitoring Programme (CBMP). Hemsida. [online] (2012b) Tillgänglig: <http://www.caff.is/monitoring> [2012-04-26]
- Convention of Arctic Flora and Fauna. About CAFF. Hemsida. [online] (2012c) Tillgänglig: <http://www.caff.is/about-caff> [2012-04-26]
- Convention of Arctic Flora and Fauna. Meetings and Workshops. Hemsida. [online] (2012d) Tillgänglig: <http://www.caff.is/freshwater/freshwater-meetings-workshops> [2012-04-26]
- Convention of Arctic Flora and Fauna. Freshwater Monitoring Plan. Hemsida. [online] (2012e) Tillgänglig: [http://www.caff.is/index.php?option=com\\_content&view=article&id=511:freshwater-monitoring-plan&catid=478:freshwater-monitoring-plannew](http://www.caff.is/index.php?option=com_content&view=article&id=511:freshwater-monitoring-plan&catid=478:freshwater-monitoring-plannew) [2012-04-26]
- Falasco, E., Bona, F., Badion, G., Hoffmann, L. & Ector, L. (2009). Diatom teratological forms and environmental alterations: a review. *Hydrobiologia*, 623, 1-35.
- Gómez I, Wulff A, Roleda MY, Huovinen P, Karsten K, Quartino L, Dunton K, Wiencke C (2009) Light and temperature demands of benthic algae in the polar regions. *Botanica Marina* 52: 593-608
- Hering, D., Johnson, R. K. & Buffagni, A. (2006). Linking organism groups – major results and conclusions from the STAR project. *Hydrobiologia* 566:109-113.
- Hustedt, F. 1942. Diatomeen aus der Umgebung von Abisko in Schwedisch-Lappland. *Archiv für Hydrobiologie* 39: 82-174.
- Hillebrand, H., Duerksen, C. D., Kirschtel, D., Pollinger, U. & Zohary, T.. (1999). Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *Journal of Phycology* 35:403–424.
- Jan-Ers, L. (2009). Kiselalgnas missbildningar under toxiska förhållanden. Bachelor-avh. Uppsala: Sveriges lantbruksuniversitet.
- Lauridsen, T. L., Schlüter, L. & Johansson, L. S. (2011). Determining algal assemblages in oligotrophic lakes and streams: comparing information from newly developed pigment/chlorophyll a ratios with direct microscopy. *Freshwater Biology* (2011) 56, 1638–1651.

- Kahlert, M., Hasselrot, A. T., Hillebrand, H. & Pettersson, K. (2002): Spatial and temporal variation in the biomass and nutrient status of epilithic algae in Lake Erken, Sweden. – *Freshwater Biology* 47: 1-24.
- Kahlert, M. (2011): Framtagande av gemensamt delprogram Kiselalger i rinnande vatten. Verifiering av kiselalgsindex och förslag till övervakningsstationer. Rapport Länsstyrelsen Blekinge 2011:6.
- Kelly, M.G. (1998). Use of the trophic diatom index to monitor eutrophication in rivers. *Water Research* 32: 236-242.
- Kelly, M. (2007). Diatoms of Britain and Ireland: Identifications notes. Bowburn Consultancy.
- Krammer, K. & Lange-Bertalot, H. 1991. Bacillariophyceae. 4. Teil: Achnanthesaceae, Kritische Ergänzungen zu *Achnanthes* s.l., *Navicula* s.str., *Gomphonema*, Gesamtliteraturverzeichnis Teil 1-4. Süßwasserflora von Mitteleuropa. Band 2/4. Ergänzter Nachdruck 2004. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg Berlin. 468 pp.
- McCune, B. and M. J. Mefford. (2006). PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data. Version 5.32. MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, U.S.A.
- McKnight, T. L. & Hess, D. (2000). Climate Zones and Types: The Köppen System. *Physical Geography: A Landscape Appreciation*. Upper Saddle River, NJ: Prentice Hall. pp. 235–7.
- Naturvårdsverket (2008). Naturvårdsverkets författningssamling. Naturvårdsverkets föreskrifter och allmänna råd om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten. 2008:1, 22-24 ISSN 1403-8234. Tillgänglig även [online]  
<http://www.naturvardsverket.se/Util/login.aspx?ReturnUrl=%2fsv%2fStart%2fNaturvard%2fVattenforvaltning%2fLagstiftning-och-vagledning%2fVagledning%2fNFS-20081-och-Handbok-20074%2f> [2012-04-18 men problem med felaktig spärrad sida påpekat till HaV]
- Naturvårdsverket (2007). Handbok för miljöövervakning: Programområde: Sötvatten: Version 2007:4. [online] Tillgänglig:  
<http://www.naturvardsverket.se/Util/login.aspx?ReturnUrl=%2fsv%2fStart%2fNaturvard%2fVattenforvaltning%2fLagstiftning-och-vagledning%2fVagledning%2fNFS-20081-och-Handbok-20074%2f> [2012-04-18 men problem med felaktig spärrad sida påpekat till HaV]
- Peters, L., Schleifhacken N., Kahlert, M. & Rothhaupt K.-O. (2005): An efficient in situ method for sampling periphyton in lakes and streams. – *Arch. Hydrobiol.* 163 (1): 133-141.
- Schlüter L., Lauridsen T.L., Krogh G. & Jørgensen T. (2006). Identification and quantification of phytoplankton groups in lakes using new pigment ratios – a comparison between pigment analysis by HPLC and microscopy. *Freshwater Biology*, 51, 1474–1485.
- SIS (2003). SS-EN 13946. Water quality - Guidance standard for the routine sampling and pretreatment of benthic diatoms from rivers (= Vattenundersökningar - Vägledning för provtagning och förbehandling av bentiska kiselalger i vattendrag).
- SIS (2005). SS-EN 14407. Water quality - Guidance standard for the identification, enumeration and interpretation of benthic diatom samples from running waters (= Vattenundersökningar - Vägledning för identifiering och utvärdering av prover av bentiska kiselalger från vattendrag).
- Skuja, H. 1964. Grundzüge der Algenflora und Algenvegetation der Fjeldgegenden um Abisko in Swedish-Lappland. *Nova Acta Regiae Societas Scientiarum Upsaliensis* 18(3): 465 pp Uppsala.
- SLU. Program Sjöar och vattendrag. Hemsida. [online] (2012) Tillgänglig:  
<http://www.slu.se/sv/miljoanalys/program/program-sjoar-och-vattendrag/> [2012-04-26]
- SS 028146 - Svensk Standard utgivna av Standardiseringskommissionen i Sverige

Sokal, R. R. & Rohlf, F. J. (1997). Biometry. 3<sup>rd</sup> ed. W. H. Freeman & Company, New York. 887 p.

StatSoft, Inc. (2011). STATISTICA (data analysis software system), version 10. [www.statsoft.com](http://www.statsoft.com).

Strickland, J. D. H. & Parsons, T. R. (1972). A practical handbook of seawater analysis. Fish. Res. Bd. Canada. Bull. 167. Ottawa. 310 p.

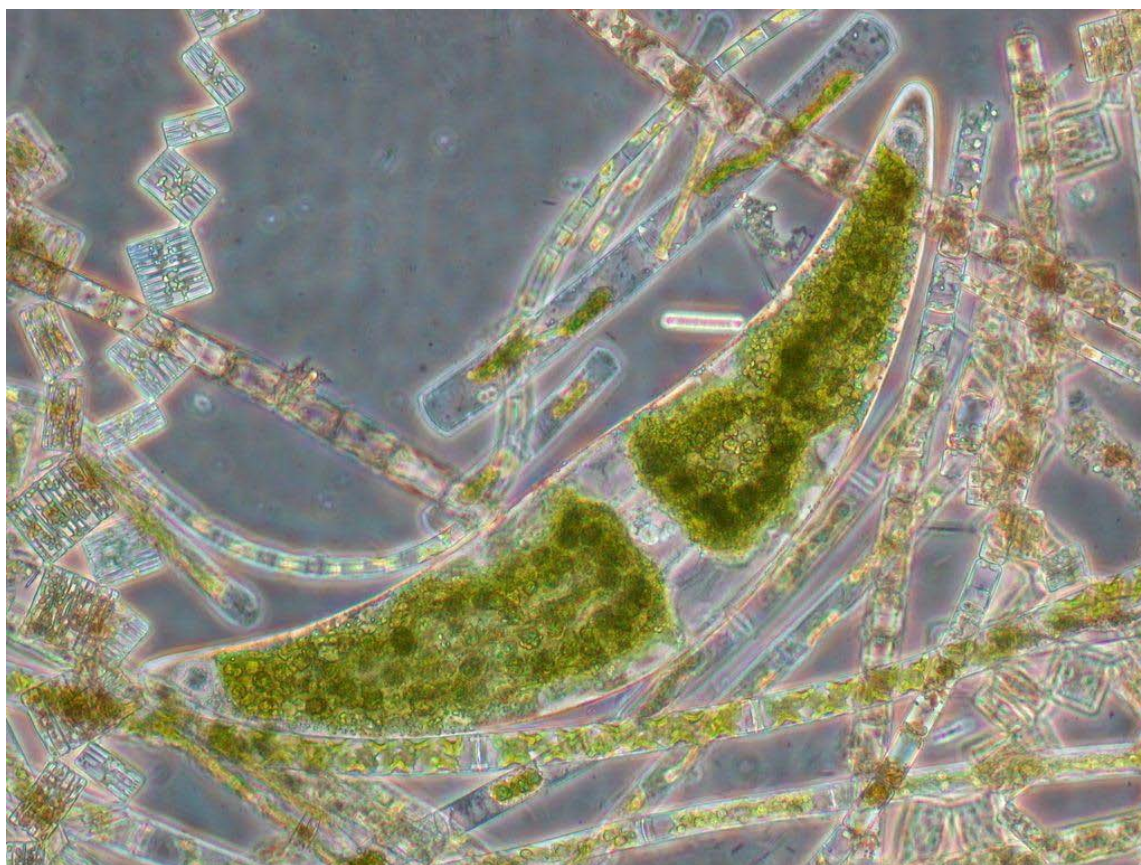
Trautwein (2006). Chemtax pigment ratio matrix.

WATERS. WATERS - Forskning om ekologiska bedömningsgrunder för vattenkvalité. Hemsida. [online] (2012) Tillgänglig: <http://www.waters.gu.se/> [2012-04-26]

Wikipedia. Arctic. Hemsida. [online] (2012) Tillgänglig: <http://www.caff.is/monitoring> [2012-04-26]

## **Bilagor**

Taxalistor, fältprotokoll och kiselalgsindex finns som Excel fil  
(arctic\_alpinavattendragKahlert2012.xlsx)



Omslagsfoto: Påväxtsamhället i Fiskonbäcken (Ångermanälvens avrinningsområde) (*Closterium*, *Mougeotia*, *Spirogyra*, *Tabellaria* mm.) Foto: Maria Kahlert